近17 a阿克苏绿洲农田净碳汇功能的时空变化

李远航[1,2,3]， 郝兴明[2,3]， 张静静[2,3,4]， 范　雪[1,2,3]， 赵卓怡[2,3,4]

（1. 新疆师范大学生命科学学院，新疆 乌鲁木齐　830054； 2. 中国科学院新疆生态与地理研究所荒漠与绿洲生态国家重点实验室，新疆 乌鲁木齐　830011； 3. 新疆阿克苏绿洲农田生态系统国家野外科学观测研究站，新疆 阿克苏　843017； 4. 中国科学院大学，北京　100049）

摘　要：基于阿克苏地区2001—2017年遥感、气象资料以及农业投入等相关统计数据估算了阿克苏绿洲农田的净碳汇量。结果表明：(1) 近17 a，阿克苏绿洲农田净生态系统生产力(Net Ecosystem Productivity，NEP)呈逐年上升的趋势，整体在空间分布上较为均匀，较高值主要集中在温宿县的南部、阿克苏市的中部及新和、库车、沙雅三县的交汇处。(2) 农业生产投入碳排放量从2001年的39.94×10⁴ t增长至2017年的106.73×10⁴ t，年均增长率为25.14%，空间分布呈东南高、西北低的分布格局。(3) 近17 a，阿克苏绿洲农田的净碳汇量呈波动上升趋势，空间上呈自西北向东南逐渐增加的特点。总体而言，阿克苏绿洲农田具有较强的净碳汇能力，但各县市绿洲农田净碳汇量区域差异明显，可通过优化田间管理、减少农业生产碳排放等措施，提高绿洲农田的净碳汇能力。

关键词：净生态系统生产力(NEP)；绿洲；农田；碳排放；净碳汇；阿克苏

随着温室效应的不断累积，全球气候变暖问题愈发严重，在过去130多年间，全球气温平均上升了0.85 ℃[1]，其中，碳排放贡献率约占50%以上[2]。在全球碳循环中，陆地生态系统是搭建全球碳收支平衡的桥梁。而农田生态系统作为陆地生态系统的主体，具有重要的碳源与碳汇效应。一方面，它可以通过植被光合作用吸收固定大气中的CO_2；另一方面，它能够利用土壤呼吸及农业生产活动向大气进行碳排放，在全球碳排放中有12%左右来源于农田生态系统[3]。在我国，农业碳排放量占全国碳排放总量的17%[4]，且以每年5%的速度增长[5]，我国需大力发展低碳农业并根据农田生态系统的碳源/汇效应来确定减排增汇的措施，因此准确估算农田生态系统的碳源与碳汇就显得尤为重要。

目前，国内外学者对农田生态系统碳源/汇的研究主要分为以下3个方面：(1) 估算不同区域尺度上碳源/汇现状：早期估算农田生态系统碳源/汇的研究主要集中在宏观尺度上，但随着研究不断地深入与完善，微观尺度的研究也在逐渐增加[6-9]；(2) 分析影响碳源/汇的因素：已有研究分析了不同土地利用类型及不同耕作方式对碳吸收、碳排放的影响[10-11]，除此之外，有研究表明，通过堆肥、秸秆还田等方式可以提高农田生态系统的固碳量[12-13]；(3) 探究碳源/汇测算方法：目前测算碳源采用的主要方法是碳排放系数法与实测法，而测算碳汇的主要方法是遥感反演法和模型模拟法[7,14-15]。

上述研究在农田生态系统碳源/汇方面作出了大量贡献，但仍存在一些不足。在研究方法上，农田生态系统净碳汇量的研究大多是通过统计农业生产过程中碳吸收量与碳排放量进行估算[7,16-17]，这类方法在计算碳吸收时只考虑了部分农作物的固碳量，忽略了土壤呼吸碳排放，这会导致碳排放的严重低估[18-19]。对上述问题较好的解决方案之一，就是采用一些过程模型，通过遥感数据估算农田净生态系统生产力(Net Ecosystem Productivity，NEP)，可有效避免农作物种类统计不全及漏算土壤呼吸碳排放的缺点[20-22]。此外，目前有关农田生态系统碳汇的研究多数集中于湿润、半湿润地区及半干旱地区[9,23-24]，对

收稿日期：2021-12-10；　**修订日期：**2022-01-19
基金项目：西部之光交叉团队项目(028410101)；国家自然科学基金项目(U1903114)
作者简介：李远航(1996-)，男，硕士研究生，主要从事干旱区资源与环境等方面的研究. E-mail: li18337672237@163.com
通讯作者：郝兴明. E-mail: haoxm@ms.xjb.ac.cn

极端干旱区特别是完全依赖于灌溉的绿洲农田生态系统的研究较少。因此,本研究以极端干旱区阿克苏绿洲农田为例,通过遥感数据和农业生产投入数据,对2001—2017年的碳排放与NEP进行估算,系统分析绿洲农田净碳汇量时空变化特征,并在县域尺度上开展绿洲农田净碳汇的评估工作,研究结果可为干旱区绿洲农田生态系统制定差异化的减排政策提供科学依据。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

阿克苏地区位于78°03′~84°07′E,39°30′~42°41′N,地处天山中段、塔里木盆地的东北面,属暖温带干旱性气候地区,地形走势为北高南低。绿洲农田的土壤类型主要有潮土、灌淤土、棕漠土、草甸土和棕钙土等[25]。绿洲农田总面积为147.39×10^4 hm^2,占阿克苏地区总面积的11.2%。绿洲农田的主要经济作物是棉花,其播种面积占农田播种总面积的54.5%,其次是玉米、小麦等。

1.2 数据来源与处理

所使用的2001—2017年阿克苏地区的光合有效辐射部分的4 d网格数据由MODIS的数据产品提供(MOD15A3H, https://lpdaacsvc.cr.usgs.gov/appeears/task/area),空间分辨率500 m;归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)数据来源于MOD13A1,空间分辨率为500 m,时间分辨率为16 d;温度和降水数据均来自https://search.earthdata.nasa.gov/search中GLDAS的数据产品,空间分辨率为0.25°,时间分辨率为月;土地利用数据来源于https://lpdaacsvc.cr.usgs.gov/appeears/task/area,空间分辨率为500 m;DEM数据来源于https://www.usgs.gov,空间分辨率为1 km。首先,利用ArcGIS 10.2对上述不同分辨率的数据进行重采样,使其在同一基准面上;同时使用ArcGIS 10.2提取DEM的最大值与最小值,得到地形起伏度,将30 m作为平原的划分界限,起伏度大于200 m划分为山地[26],将起伏度小于200 m的区域依据土地利用类型划分成绿洲与荒漠,阿克苏地区的山地、荒漠及绿洲分布如图1所示。此外,阿克苏地区各县市农田管理数据如农田播种面积、农作物产量及灌溉面积等数据均来自2002—2018年的《新疆统计年鉴》和《阿克苏统计年鉴》。

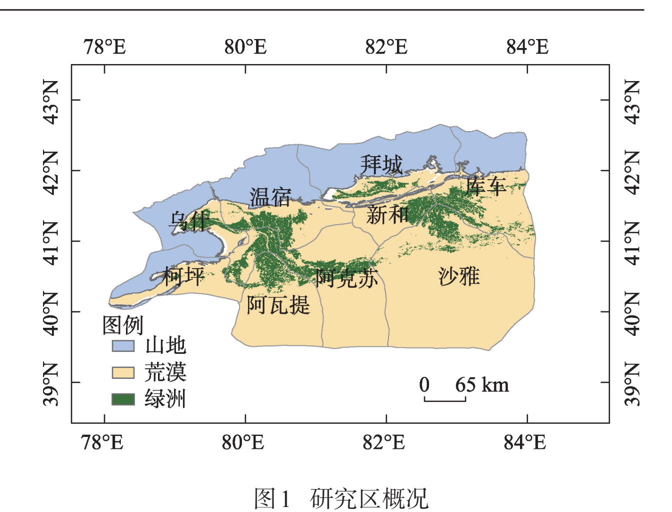


图1 研究区概况

Fig. 1 Study area overview

1.3 研究方法

1.3.1 *NEP的计算方法* NEP是估算植被碳源、碳汇的重要指标,常作为碳汇大小的度量[27-28],计算公式为:

$$\mathrm{NEP}=\mathrm{NPP}-R_h \tag{1}$$

式中:NPP(Net Primary Production)表示植被净初级生产力;R_h表示土壤微生物呼吸量[29]。

NPP的估算采用修正的CASA(Carnegie-Ames-Stanford Approach)模型通过光合有效辐射(APAR)和实际光能利用率(ε)来表示,计算公式为:

$$\mathrm{NPP}(z,t)=\mathrm{APAR}(z,t)\times\varepsilon(z,t) \tag{2}$$

式中:z为像元;t为月份;APAR(z,t)为像元z在t月吸收的光合有效辐射;ε(z,t)为像元z在t月的实际光能利用率。

在R_h的估算中,温度与降雨是影响R_h的主要因素。本文采用的是经验模型,通过建立气温、降水与碳排放的回归模型来估算R_h[29-30],计算公式为:

$$R_h=0.22\times\left[\exp(0.0912T)+\ln(0.3145R+1)\right]\times 30\times 46.5\% \tag{3}$$

式中:T为月均温(℃);R为月总降水(mm)。

本文采用一元线性回归分析方法计算出绿洲农田近17 a的NEP年际变化趋势,计算过程如下:

$$Slope=\frac{n\times\sum_{i=1}^{n}i\times\mathrm{NEP}_i-\sum_{i=1}^{n}i\sum_{i=1}^{n}\mathrm{NEP}_i}{n\times\sum_{i=1}^{n}i^2-\left(\sum_{i=1}^{n}i\right)^2} \tag{4}$$

式中:*Slope*为趋势线的斜率;n表示研究时间跨度;i表示年份变量。*Slope*>0,表明NEP有增加趋势,反之则有减少趋势。

1.3.2 *碳排放估算方法* 农田生态系统碳排放的主要来源是化肥、农药、农膜、农业机械、农业灌溉、柴油和农田耕作等，其估算公式为：

$$Et = Ef + Ep + Em + Ee + Ei + Es + Eg \quad (5)$$

式中：Et 为农田生态系统碳排放总量；Ef、Ep、Em、Ee、Ei、Es 及 Eg 分别代表了化肥、农药、农膜、农业机械、农业灌溉、柴油和农田耕作产生的碳排放量。

$$Ef = Gi \times Ai \quad (6)$$

$$Ep = Gp \times B \quad (7)$$

$$Em = Gm \times C \quad (8)$$

$$Ee = (Ae \times D) + (We \times F) \quad (9)$$

$$Ei = Li \times G \quad (10)$$

$$Es = Gs \times J \quad (11)$$

$$Eg = Si \times H \quad (12)$$

式中：Gi、Gp、Gm、Ae、We、Li、Gs、Si 分别代表各个农业生产投入中的具体使用量，Ai、B、C、D、F、G、J、H 分别代表农业生产投入中各类碳排放系数（表1）。

1.3.3 *净碳汇的估算方法* 通过计算绿洲农田近17 a NEP与农业生产投入造成的碳排放的差值，建立估算绿洲农田净碳汇量的数学模型。

$$Nc = \mathrm{NEP} - Et \quad (13)$$

$$Nu = Nc/Sa \quad (14)$$

式中：Nc 为绿洲农田净碳汇；NEP为绿洲农田净生态系统生产力；Et 为农业生产投入的碳排放；Nu 为单位播种面积净碳汇量；Sa 为农作物播种面积[19]。

2 结果与分析

2.1 NEP的时空变异

2001—2017年阿克苏的山地、荒漠及绿洲农田的NEP年际变化均呈上升趋势（图2a）。其中山地、

表1 碳排放途径中各类碳排放系数

Tab. 1 Carbon emission factors for each type of carbon emission pathway

碳排放途径	碳排放系数	来源
氮肥(A_1)	1740.00 kg·kg^{-1}	[31]
磷肥(A_2)	165.09 kg·kg^{-1}	[32]
钾肥(A_3)	120.28 kg·kg^{-1}	[32]
复合肥(A_4)	380.97 kg·kg^{-1}	[32]
农药(B)	4.9341 kg·kg^{-1}	美国橡树岭国家实验室
农膜(C)	5.18 kg·kg^{-1}	南京农业大学农业资源与生态环境研究所
农田耕作(D)	16.47 kg·hm^{-2}	[32]
农业用电(F)	0.18 kg·kW^{-1}	政府间气候变化专门委员会
农业灌溉(G)	266.48 kg·hm^{-2}	[18]
柴油(J)	0.5927 g·kg^{-1}	政府间气候变化专门委员会
农田翻耕(H)	312.6 kg·hm^{-2}	[33]

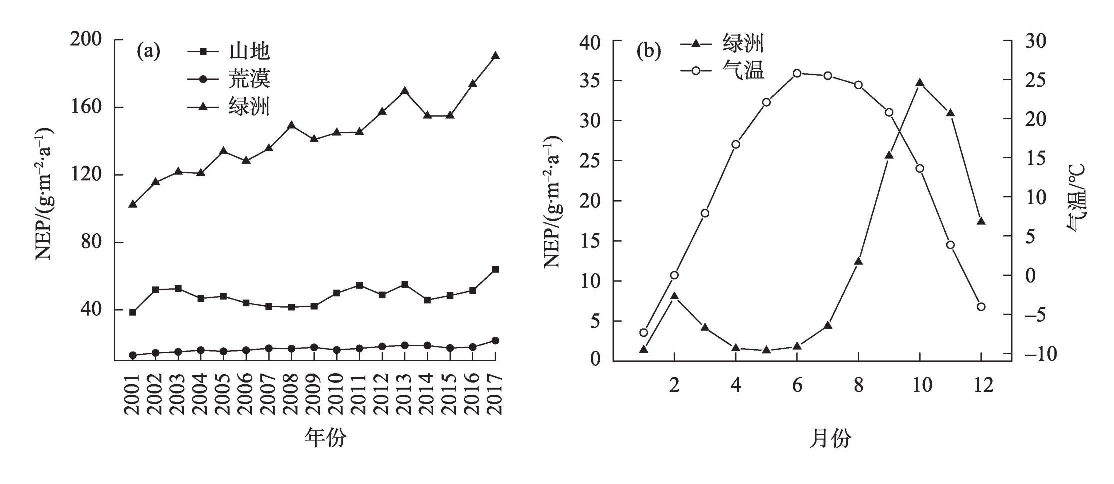


图2 研究区内NEP的年际变化及绿洲的月均变化

Fig. 2 Interannual variation of NEP and monthly average variation of oasis in the study area

荒漠和绿洲农田的NEP年均增长率分别为3.04%、2.09%和7.43%，表明研究区植被的固碳能力在不断增强。绿洲农田NEP月均值呈现出先升高后降低的波动变化趋势，该趋势与绿洲农田作物的生长规律大致相同(图2b)。1—2月气温开始回升，积雪消融，作物的固碳量大于土壤呼吸的碳排放，NEP开始上升。3—5月，由于气温逐渐升高和农田的翻耕处理，导致土壤呼吸产生的碳排放量增加，但此时作物的固碳能力仍大于土壤呼吸的碳排放量，即NEP>0。5—10月，气温大幅度上升，农田开始持续地灌溉，达到作物生长的最佳时期，此时NEP迅速升高。10—12月，温度逐渐降低，作物生长缓慢且大部分作物都已完成收割，土壤呼吸碳排放大于作物的固碳量，NEP降低。

绿洲农田近17 a的年均NEP空间分布上整体较为均匀，峰值主要集中在温宿县的南部、阿克苏市的中部及新和、库车、沙雅三县的交汇处(图3)。绿洲农田的多年NEP均值为143.47 g·m^{-2}·a^{-1}，整体呈碳汇状态。NEP值在0~100 g·m^{-2}·a^{-1}、100~200 g·m^{-2}·a^{-1}和200 g·m^{-2}·a^{-1}以上的面积分别为3569.86 km^2、9360.94 km^{2}和1807.04 km^2，分别占阿克苏地区绿洲农田总面积的24.22%、63.51%及12.26%。整体来看，绿洲农田的NEP>0，NEP范围在100~200 g·m^{-2}·a^{-1}占绿洲总面积的比例最大，主要分布在各个县市的绿洲区内。

利用一元线性回归法与*T*分布显著性检验得到绿洲农田2001—2017年逐像元的变化趋势。经统计可知，NEP>0的面积为1.37×10^4 km^2，占绿洲农田总面积的92.85%；NEP<0的面积的为1053.86 km^2，

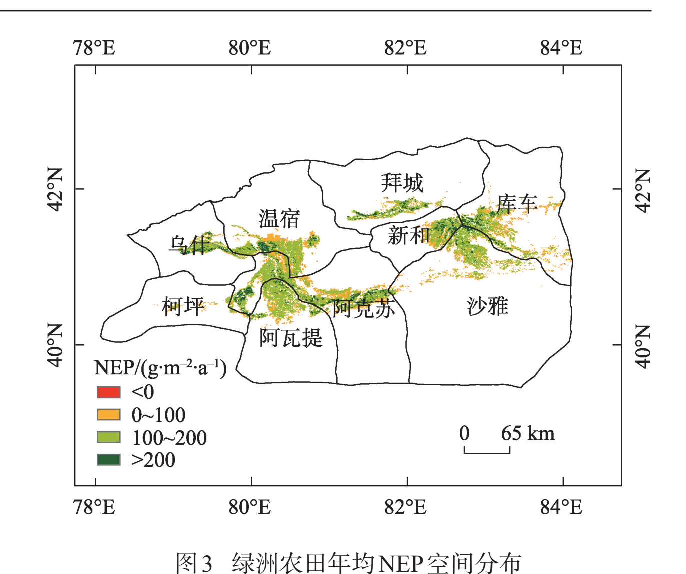


图3 绿洲农田年均NEP空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of annual average NEP on oasis farmland

占阿克苏地区绿洲农田总面积的7.15%(图4a)。其中，绿洲农田内NEP呈显著增长趋势的面积为1.44×10^4 km^2，占绿洲农田总面积的97.7%，主要分布在各个县市的绿洲区域内；NEP呈显著降低趋势的面积为339 km^2，占绿洲农田总面积的2.3%，主要分布在温宿县、阿瓦提县、阿克苏市与库车县的绿洲区内(图4b)。NEP降低的原因可能是人口数量上涨导致城市用地面积增大，绿洲农田面积减小。整体来看，绿洲农田近17 a作物的固碳能力在不断提升，只有极少部分出现降低。

2.2 绿洲农田的碳排放变化分析

绿洲农田的碳排放具有明显的时空变化。时间上，2001—2017年绿洲农田碳排放量呈逐年上升的趋势(图5a)。碳排放总量从2001年的39.94×10^4 t

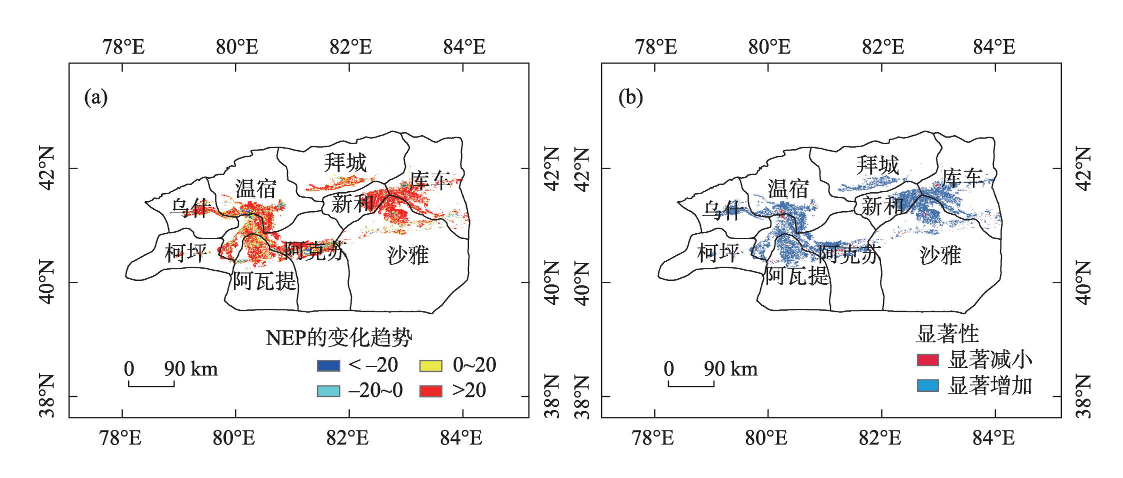


图4 2001—2017年绿洲农田NEP变化趋势

Fig. 4 Trends in NEP on oasis farmland, 2001–2017

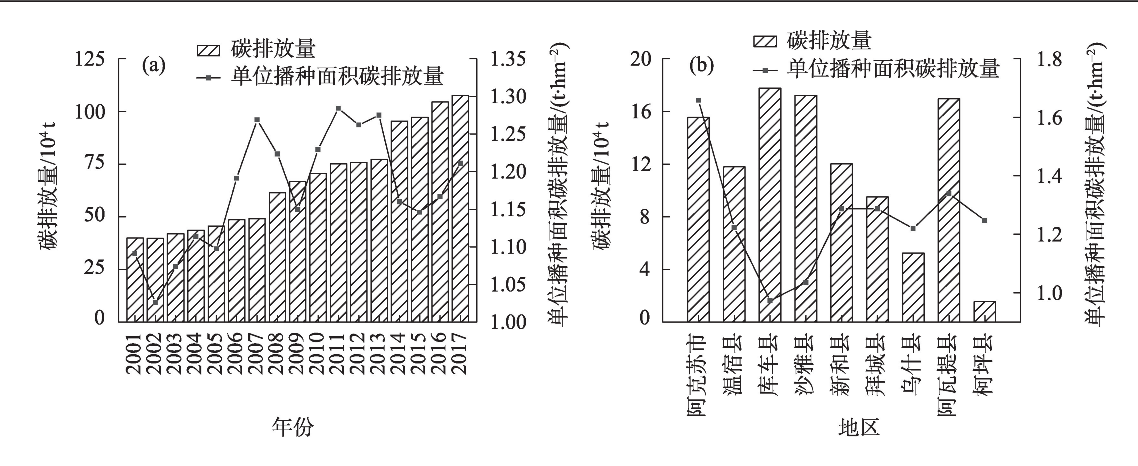


图5 绿洲农田碳排放量的时空变化

Fig. 5 Spatial and temporal variation of carbon emissions from oasis farmland

增长至2017年的106.73×10^4 t,年均增长率为25.14%,单位面积碳排放量从2001年的1.09 t·hm^{-2}增长至2017年的1.21 t·hm^{-2},年均增长率为15.86%。增长的主要原因是相关农资的投入和农业机械使用的增加。空间上,各县市绿洲农田碳排放量呈现出西北低东南高的特点(图5b)。碳排放量最大的是库车县(17.76×10^4 t),最小的是柯坪县(1.55×10^4 t),差异为11.46倍,库车县的农作物播种面积为柯坪县的14.7倍。阿克苏市(1.66×10^4 t)单位播种面积碳排放量最大,库车县(0.97×10^4 t)最小。二者之间差异巨大的原因是发展方向与水平上的差异。

近17 a间,在绿洲农田主要的碳排放途径中,化肥、农机和农膜产生的碳排放量所占比例最大,分别为28%、26%和19%,且呈逐年增长的趋势(表2)。但2017年农膜产生的碳排放量呈降低趋势,占比仅0.15%,棉花种植面积比例由2016年的73.13%降低至2017年的54.50%。产生上述现象的原因可能是2016年棉花价格较低或2017年农膜价格较高,导致当地农户不愿种植棉花,改种水稻等其他

表2 2001—2017年绿洲农田农业生产投入中产生的碳排放

Tab. 2 Carbon emissions from agricultural production inputs in oasis farmlands, 2001–2017 /10^4 t

年份	化肥	农膜	农药	农机	灌溉	柴油	翻耕	总和
2001	9.70	0.23	6.95	11.46	9.03	1.99	0.58	39.94
2002	9.54	0.21	6.29	12.11	8.78	2.20	0.56	39.69
2003	11.01	0.22	6.52	12.21	8.80	2.56	0.55	41.88
2004	11.64	0.25	7.35	12.25	8.62	2.90	0.55	43.55
2005	12.33	0.26	7.79	13.03	8.73	2.93	0.58	45.64
2006	14.00	0.33	8.76	12.77	8.97	3.16	0.60	48.58
2007	14.66	0.34	9.29	12.13	9.25	2.82	0.62	49.12
2008	16.97	0.30	12.24	15.62	11.78	3.07	1.31	61.30
2009	18.60	0.48	12.88	18.10	12.09	3.66	0.90	66.71
2010	20.00	0.53	14.13	17.89	13.04	4.01	0.94	70.55
2011	22.46	0.49	15.02	18.24	13.60	4.49	0.84	75.14
2012	21.95	0.50	15.32	18.72	13.49	4.82	0.94	75.73
2013	22.35	0.52	15.60	18.89	13.73	5.17	0.94	77.20
2014	26.24	0.63	19.89	25.62	15.88	6.05	1.01	95.32
2015	26.48	0.63	20.50	26.45	15.77	6.41	0.98	97.23
2016	29.41	1.18	21.26	27.70	17.49	6.57	0.95	104.56
2017	31.97	0.16	21.47	27.70	18.21	6.20	1.01	106.73

作物，减少了农膜的使用量。

2.3 绿洲农田净碳汇量的变化分析

2001—2017年，绿洲农田的净碳汇量整体呈上升趋势(图6)。净碳汇量从2001年−2.51×10⁴ t增长至2017年的61.45×10⁴ t，年均增长率为78.16%；单位面积净碳汇量由2001年的−0.07 t·hm⁻²增长至2017年的0.69 t·hm⁻²，年均增长率为49.24%。表明2001—2017年，绿洲农田生产技术的提高与农作物单产稳定增长，绿洲农田具有较高的净碳汇能力。

2001—2017年绿洲农田净碳汇量多年均值空间分异明显，整体上呈西北向东南增加的特点(图7)。*Nc*>100主要分布在温宿县的西南部，阿克苏市的西部、整个阿拉尔市及新和县的东部；*Nc*<0主要

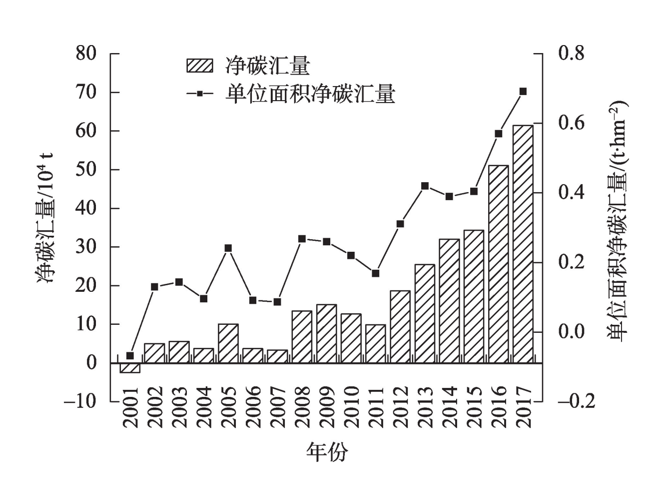


图6 绿洲农田净碳汇量的年际变化

Fig. 6 Interannual variation in net carbon sink of oasis farmland

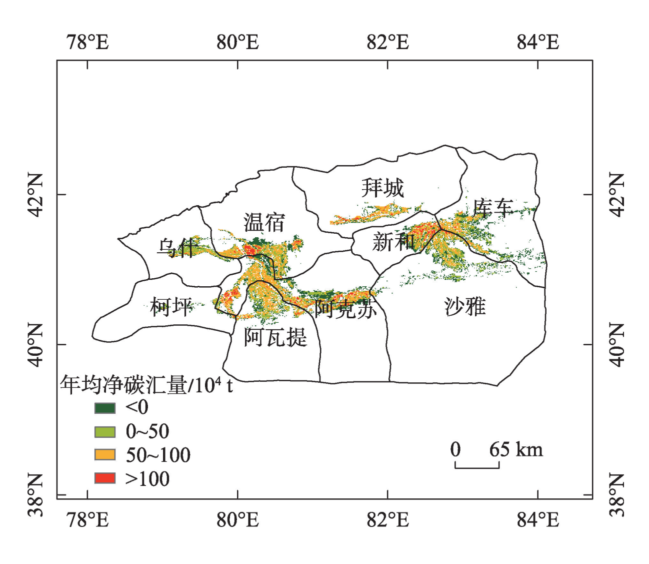


图7 绿洲农田年均净碳汇量空间分布

Fig. 7 Spatial distribution of the annual average net carbon sink of oasis farmland

集中在温宿县的南部、阿拉尔市的周边及库车县的南部。其中，柯坪县*Nc*最小(−0.03×10⁴ t)，沙雅县*Nc*最大(4.08×10⁴ t)。原因可能是各县市的发展水平及生产条件具有差异。总体而言，各县市内绿洲农田净碳汇量差异明显，阿瓦提县、柯坪县等地区应通过优化田间管理等措施提高农田生态系统净碳汇能力。

3 讨 论

通过构建农田生态系统净碳汇的数学模型，得出近17 a阿克苏地区的各县市绿洲农田的净碳汇呈波动上升趋势，表明绿洲农田具有较高的固碳能力[7,30]。本研究在计算绿洲农田碳排放时结合前人的研究方法[19-20]，综合考虑了农田翻耕、土壤呼吸以及农业机械使用过程中所耗费柴油产生的碳排放。其中部分碳排放系数来自国外的研究，且这些经验系数在国内引用的频率较高[16,19,24]，但可能并不适用于阿克苏地区。因此，需要通过实地观测来估算当地的碳排放系数，为当地的碳排放统计提供更准确的数据。在计算R_h时，本研究采用的是裴志永等[29]的经验模型的方法。Zhang等[34]与潘竟虎等[30]将此方法分别应用于中亚干旱区及西北干旱区碳汇的估算，而本文的研究区在上述研究区的范围内，故采用同样的方法来估算R_h。此外，净碳汇的大小主要受到自然因素与人为因素的调控。自然因素是指温度与降水，二者通过影响NPP与R_h的大小，间接地调控NEP的数值，从而达到调控净碳汇的目的，并且已有研究表明NPP对降水比温度更敏感，而R_h和NEP对温度比降水更敏感[35]。气温和降水对NEP的年贡献率分别为28.79%和23.23%[34]。人为因素主要指由人类生产活动对农田生态系统造成的碳排放，如生产肥料、农药、农膜等农资过程中产生的碳排放及农业机械使用过程中消耗的化石能源和电能产生的碳排放等，在此类碳排放途径中，化肥产生的碳排放量所占比例最大。因此，在保证作物产量的前提下，应按照作物需求决定施肥量或增加肥料中有机肥的占比，减少畜禽粪便的污染，实现资源的循环利用。在单位面积碳排放量较高的阿克苏市与阿瓦提县，应减少农业生产投入的消耗，提高农资的利用效率；在单位面积净碳汇量较低的温宿县、库车县与拜城县，当地政府应加大对低碳农业的投入和政策支持，走可持续发展的农

业道路，提高阿克苏地区各县市绿洲农田的固碳减排能力。

由于阿克苏实验站的通量站在2017年后开始实施观测，缺乏详细的实际观测数据。故本文引用了Zhang等[34]在中亚干旱区（包括整个新疆）对NPP与R_h的数据验证结果。引文中在中亚干旱地区提取了5124个点，将CASA模拟的NPP与MOD17产品数据进行对比分析，结果表明：两者具有良好的一致性，$R^2=0.74$（$P<0.01$），RMSE=112.18。此外，Li等[36]研究表明，MODIS估算的NPP可用于干旱和半干旱地区，反映了植被的生长和分布。因此，CASA模型同样也适用于新疆地区。本研究采用经验模型估算了R_h，Zhang等[34]的研究表明，该方法估算的R_h与通量观测数据具有很好的一致性，$R^2=0.53$（$P<0.01$），RMSE=13.12。总体来说，本研究在计算NPP与R_h时采用的方法与Zhang等[34]保持一致，研究区也在引文的研究区内。因此，本研究中对NPP和R_h的估算结果是相对合理的。

4 结 论

本研究通过统计2001—2017年阿克苏地区绿洲农田的NEP和农业生产投入的碳排放量，估算出绿洲农田的净碳汇量，结果如下：

（1）绿洲农田NEP总体呈逐年上升趋势，其中97.7%的面积为显著增长的趋势，分布在各县的绿洲区内；2.3%的面积出现显著下降趋势，主要分布在温宿县、阿瓦提县、阿克苏市与库车县内。

（2）绿洲农田碳排放呈逐渐增加的趋势，各县市绿洲农田碳排放量和单位播种面积碳排放量的区域差异明显。

（3）绿洲农田的净碳汇量波动较大，但总体上呈上升趋势，各县市绿洲农田净碳汇量差异明显，均呈现出不同程度的碳生态盈余，表明绿洲农田具有较高的净碳汇能力。

参考文献（References）：

[1] Alexander L V, Allen S K, Bindoff N L, et al. Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I (WGI) to the Fifth Assessment Report (AR5) of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)[M]. The United Kingdom: Cambridge University Press, 2013.

[2] 张志强, 曲建升, 曾静静. 温室气体排放评价指标及其定量分析[J]. 地理学报, 2008, 63(7): 693–702. [Zhang Zhiqiang, Qu Jiansheng, Zeng Jingjing. A quantitative comparison and analytical study on the assessment indicators of greenhouse gases emissions[J]. Acta Geographica Sinica, 2008, 63(7): 693–702.]

[3] 黄晓敏, 陈长青, 陈铭洲, 等. 2004—2013年东北三省主要粮食作物生产碳足迹[J]. 应用生态学报, 2016, 27(10): 3307–3315. [Huang Xiaomin, Chen Changqing, Chen Mingzhou, et al. Carbon footprints of major stapie grain crops production in three provinces of Northeast China during 2004–2013[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(10): 3307–3315.]

[4] 刘宇峰, 原志华, 郭玲霞, 等. 中国农作物生产碳足迹及其空间分布特征[J]. 应用生态学报, 2017, 28(8): 2577–2587. [Liu Yufeng, Yuan Zhihua, GuoLingxia, et al. Carbon footprint of crop production in China from 1993 to 2013 and its spatial distribution[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(8): 2577–2587.]

[5] 冉光和, 王建洪, 王定祥. 我国现代农业生产的碳排放变动趋势研究[J]. 农业经济问题, 2011, 32(2): 32–38. [Ran Guanghe, Wang Jianhong, Wang Dingxiang. Study on the changing tendency and counter-measures of carbon emission produced by agricultural production in China[J]. Issues in Agricultural Economy, 2011, 32(2): 32–38.]

[6] 张扬, 朱高峰, 秦文华, 等. 西北干旱区绿洲葡萄园净碳交换及其影响因素[J]. 干旱区研究, 2021, 38(3): 833–842. [Zhang Yang, Zhu Gaofeng, Qin Wenhua, et al. Net carbon exchange and its influencing factors of the oasis vineyard in China's Northwest arid region[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(3): 833–842.]

[7] 陈罗烨, 薛领, 雪燕. 中国农业净碳汇时空演化特征分析[J]. 自然资源学报, 2016, 31(4): 596–607. [Chen Luoye, Xue Ling, Xue Yan. Spatial-temporal characteristics of China's agricultural net carbon sink[J]. Journal of Natural Resources, 2016, 31(4): 596–607.]

[8] 张赫, 彭千芮, 王睿, 等. 中国县域碳汇时空格局及影响因素[J]. 生态学报, 2020, 40(24): 8988–8998. [Zhang He, Peng Qianrui, Wang Rui, et al. Spatiotemporal pattern sand factors influencing county carbon sinks in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(24): 8988–8998.]

[9] 吕斯涵, 张小平. 山东省农业净碳汇时空演化特征分析[J]. 水土保持学报, 2019, 33(2): 227–234. [Lyu Sihan, Zhang Xiaoping. Spatial-temporal characteristics of agri cultural net carbon sink in Shandong Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(2): 227–234.]

[10] 许志平, 邵天杰, 张连凯, 等. 黄土区不同土地利用类型下砂质壤土地表CO_2通量变化特征——以清凉寺沟流域为例[J]. 干旱区研究, 2021, 38(4): 1000–1009. [Xu Zhiping, Shao Tianjie, Zhang Liankai, et al. Study on the change of surface CO_2 flux in sandy loamy soil under different land use types: An example from the Qingliangsi ditch watershed[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(4): 1000–1009.]

[11] Li J, Guo X, Chuai X, et al. Reexamine China's terrestrial ecosystem carbon balance under land use-type and climate change[J]. Land Use Policy, 2021, 102(9): 196–204.

[12] 徐虎, 蔡岸冬, 周怀平, 等. 长期秸秆还田显著降低褐土底层有机碳储量[J]. 植物营养与肥料学报, 2021, 27(5): 768−776. [Xu Hu, Cai Andong, Zhou Huaiping, et al. Long-term straw incorporation significantly reduced subsoil organic carbon stock in cinnamon soil [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2021, 27(5): 768−776.]

[13] 任凤玲. 不同施肥下我国典型农田土壤有机碳固定特征及驱动因素[D]. 北京: 中国农业科学院, 2021. [Ren Fengling. Soil Carbon Sequestration and Its Driving Factors under Different Fertilization in Arable Land of China[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences Thesis, 2021.]

[14] 朴世龙, 何悦, 王旭辉. 中国陆地生态系统碳汇估算: 方法、进展、展望[J]. 中国科学: 地球科学, 2022, 52(6): 1010−1020. [Piao Shilong, He Yue, Wang Xuhui. Estimation of China' s terrestrial ecosystem carbon sink: Methods, progress and prospects[J]. Scientia Sinica Terrae, 2022, 52(6): 1010−1020.]

[15] 颜学斌, 王俊, 王科锋, 等. 基于DNDC模型模拟的冬小麦田土壤有机碳和作物产量对地表覆盖的响应[J]. 干旱地区农业研究, 2022, 40(1): 42−49. [Yan Xuebin, Wang Jun, Wang Kefeng, et al. Responses of soil organic carbon and crop yield to surface mulching with straw and plastic film in winter wheat field using DNDC model[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2022, 40(1): 42−49.]

[16] 张宝成, 白艳芬, 王加真, 等. 1990—2014年贵州农田生态系统碳汇变化[J]. 贵州农业科学, 2018, 46(4): 148−151. [Zhang Baocheng, Bai Yanfen, Wang Jiazhen, et al. Variation of carbon sink in farmland ecosystem in Guizhou during 1990−2014[J]. Guizhou Agricultural Sciences, 2018, 46(4): 148−151.]

[17] 朱燕茹, 王梁. 农田生态系统碳源/碳汇综述[J]. 天津农业科学, 2019, 25(3): 27−32. [Zhu Yanru, Wang Liang. A review of carbon source and carbon sink in farmland ecosystem[J]. Tianjin Agricultural Science, 2019, 25(3): 27−32.]

[18] 段华平, 张悦, 赵建波, 等. 中国农田生态系统的碳足迹分析[J]. 水土保持学报, 2011, 25(5): 203−208. [Duan Huaping, Zhang Yue, Zhao Jianbo, et al. Carbon footprint analysis of farmland ecosystem in China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2011, 25(5): 203−208.]

[19] 王梁, 赵杰, 陈守越. 山东省农田生态系统碳源、碳汇及其碳足迹变化分析[J]. 中国农业大学学报, 2016, 21(7): 133−141. [Wang Liang, Zhao Jie, Chen Shouyue. Analysis of ecosystem carbon sources/sinks and carbon footprint in farmland ecosystem of Shandong Province[J]. Journal of China Agricultural University, 2016, 21(7): 133−141.]

[20] 黄端, 闫慧敏, 池泓, 等. 2000—2015年江汉平原农田生态系统NPP时空变化特征[J]. 自然资源学报, 2020, 35(4): 845−856. [Huang Duan, Yan Huimin, Chi Hong, et al. Research on spatio-temporal characteristics of farmland ecosystem NPP in Jianghan Plain from 2000 to 2015[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35 (4): 845−856.]

[21] Nayak R K, Mishra N, Dadhwal V K, et al. Assessing the consistency between AVHRR and MODIS NDVI datasets for estimating terrestrial net primary productivity over India[J]. Journal of Earth System Science, 2016, 125(6): 1−16.

[22] Qi X, Li Q, Yue Y, et al. Ruralurban migration and conservation drive the ecosystem services improvement in China Karst: A case study of Huanjiang County, Guangxi[J]. Remote Sensing, 2021, 13 (4): 566.

[23] 胡延斌, 肖国举, 仇正跻, 等. 西北半干旱区农田土壤有机碳和全氮分布特征及其对地膜玉米产量的影响[J]. 水土保持研究, 2021, 28(1): 58−64. [Hu Yanbin, Xiao Guoju, Qiu Zhengji, et al. Distribution characteristics of soil organic carbon and total nitrogen and its influence on film-mulched maize in farmland in Northwest semiarid region[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2021, 28(1): 58−64.]

[24] 叶文伟, 王城城, 赵从举, 等. 近20年海南岛热带农田生态系统碳足迹时空格局演变[J]. 中国农业资源与区划, 2021, 42(10): 114−126. [Ye Wenwei, Wang Chengcheng, Zhao Congju, et al. Spatial and temporal evolution of carbon footprint of tropical farmland ecosystem in Hainan Island in recent 20 years[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2021, 42 (10): 114−126.]

[25] 俞永祥. 干旱区绿洲棉田土壤CO_2/N_2O排放特征及减排潜力研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2017. [Yu Yongxiang. Study on the Characters of Soil CO_2/N_2O Emissions and Its Potential Mitigation in an Oasis Cotton Field in Arid Region of China[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences Physical Geography, 2017.]

[26] 李思诺, 翁白莎, 严登明, 等. SPI和SPEI在阿克苏河流域的适用性分析[J]. 水资源与水工程学报, 2016, 27(1): 101−107. [Li Sinuo, Weng Baisha, Yan Dengming, et al. Applicability analysis of SPI and SPEI in Aksu River basin[J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2016, 27(1): 101−107.]

[27] 张梅, 黄贤金, 揣小伟, 等. 中国净生态系统生产力空间分布及变化趋势研究[J]. 地理与地理信息科学, 2020, 36(2): 69−74. [Zhang Mei, Huang Xianjin, Chuai Xiaowei, et al. Spatial distribution and changing trends of net ecosystem productivity in China[J]. Geography and Geo-Information Science, 2020, 36(2): 69−74.]

[28] 朱文泉, 潘耀忠, 龙中华, 等. 基于GIS和RS的区域陆地植被NPP估算——以中国内蒙古为例[J]. 遥感学报, 2005, 9(3): 300−307. [Zhu Wenquan, Pan Yaozhong, Long Zhonghua, et al. Estimating net primary productivity of terrestrial vegetation based on GIS and RS: A case study in Inner Mongolia, China[J]. National Remote Sensing Bulletin, 2007, 9(3): 300−307.]

[29] 裴志永, 周才平, 欧阳华, 等. 青藏高原高寒草原区域碳估测[J]. 地理研究, 2010, 29(1): 102−110. [Pei Zhiyong, Zhou Caiping, Ouyang Hua, et al. A carbon budget of alpine steppe area in the Tibetan Plateau[J]. Geographical Research, 2010, 29(1): 102−110.]

[30] 潘竟虎, 文岩. 中国西北干旱区植被碳汇估算及其时空格局[J]. 生态学报, 2015, 35(23): 7718−7728. [Pan Jinghu, Wen Yan. Estimation and spatial-temporal characteristics of carbon sink in the arid regionof Northwest China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35 (23): 7718−7728.]

[31] 逯非, 王效科, 韩冰, 等. 中国农田施用化学氮肥的固碳潜力及其有效性评价[J]. 应用生态学报, 2008, 19(10): 2239–2250. [Lu Fei, Wang Xiaoke, Han Bing, et al. Assessment on the availability of nitrogen fertilization in improving carbon sequestration potential of China's cropland soil[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19(10): 2239–2250.]

[32] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: Comparing tillage practices in the United States[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2002, 91(1–3): 217–232.

[33] 伍芬琳, 李琳, 张海林, 等. 保护性耕作对农田生态系统净碳释放量的影响[J]. 生态学杂志, 2007, 26(12): 2035–2039. [Wu Fenlin, Li Lin, Zhang Hailin, et al. Effects of conservation tillage on net carbon flux from farmland ecosystems[J]. Chinese Journal of Ecology, 2007, 26(12): 2035–2039.]

[34] Zhang J, Hao X, Hao H, et al. Climate change decreased net ecosystem productivity in the arid region of Central Asia[J]. Remote Sensing, 2021, 13(21): 4449.

[35] 徐春华, 张华, 马瑞芬. 石羊河上游净生态系统生产力研究[J]. 干旱区研究, 2015, 32(5): 1039–1045. [Xu Chunhua, Zhang Hua, Ma Ruifen. On the net ecosystem productivity in the upper reaches area of Shiyang River[J]. Arid Zone Research, 2015, 32(5): 1039–1045.]

[36] Li Z, Chen Y, Zhang Q F, et al. Spatial patterns of vegetation carbon sinks and sources dataset in Central Asia[J]. Data in Brief, 2020, 32: 106200.

Spatial and temporal variation of net carbon sink function of farmland in Aksu oasis in the past 17 years

LI Yuanhang[1,2,3], HAO Xingming[2,3], ZHANG Jingjing[2,3,4], FAN Xue[1,2,3], ZHAO Zhuoyi[2,3,4]

(1. College of Life Sciences, Xinjiang Normal University, Urumqi 830054, Xinjiang, China; 2. State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 3. National Field Scientific Observation and Research Station of Akesu Oasis Farmland Ecosystem, Aksu 843017, Xinjiang, China; 4. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Studying the spatial and temporal variations of the net carbon sink function of oasis farmland is important for its management and sustainable development. The net carbon sink of Aksu oasis farmland was estimated on the basis of remote sensing, meteorological data and agricultural inputs, and other related statistics from 2001 to 2017. The following results are presented. (1) In the past 17 years, the net ecosystem productivity (NEP) of oasis farmland in Aksu showed an increasing trend yearly, with an average annual growth rate of 7.43%. Among which, the area of oasis farmland with a significant increasing trend of NEP was 1.44×10^4 km^2, accounting for 97.7% of its total area, which is mainly distributed in various counties and cities. The area with a significant decreasing trend was 339 km^2, accounting for 2.3% of the total area, mainly in the oasis areas of Wensu, Awati, Aksu, and Kuche counties. (2) Carbon emissions from agricultural production inputs increased from 39.94×10^4 t in 2001 to 106.73×10^4 t in 2017, with an average annual growth rate of 25.14% and high and low distribution patterns in the Southeast and Northwest, respectively, considering spatial distribution. The largest proportions of agricultural production input pathways are fertilizer and agricultural machinery at 28% and 26%, respectively. (3) From 2001 to 2017, the net carbon sink of Aksu oasis farmland showed a fluctuating upward trend, spatially demonstrating a gradual increase from Northwest to Southeast, with high values mainly distributed in the southwestern part of Wensu county, the western part of Aksu City, the entire territory of Alar City, and the eastern part of Xinhe County. Overall, Aksu oasis farmland has a high net carbon sink capacity. However, regional differences are found in the net carbon sinks of oasis farmland among counties and cities. Thus, the net carbon sink capacity of oasis farmland should be improved by optimizing the agricultural industry structure and enhancing farming measures.

Keywords: NEP; oasis; farmland; carbon emission; net carbon sink; Aksu